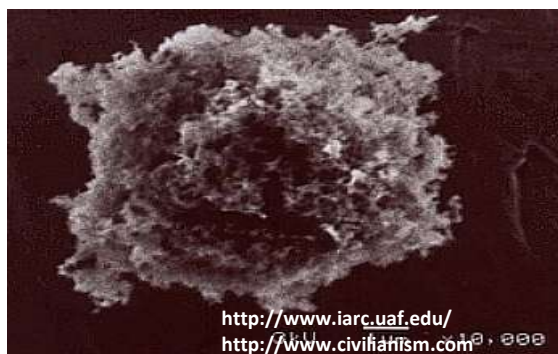




**Węgiel elementarny i organiczny w PM 10  
- marker zanieczyszczenia powietrza  
w strefie brzegowej Morza Bałtyckiego**

**Streszczenie**

**(Raport projektu RX-2-711-2009)**



**Wydawnictwo Instytutu Oceanografii  
Uniwersytetu Gdańskiego**

Opracowanie merytoryczne i graficzne:  
dr Anita Lewandowska

Recenzja i opieka merytoryczna:  
prof. dr hab. Lucyna Falkowska

Publikacja została wydana w ramach projektu RX-2-711-2009  
**„Węgiel elementarny i organiczny w PM 10  
- marker zanieczyszczenia powietrza  
w strefie brzegowej Morza Bałtyckiego”**  
dofinansowanego ze środków Wojewódzkiego  
Funduszu Ochrony Środowiska i Gospodarki  
Wodnej w Gdańsku



WOJEWÓDZKI FUNDUSZ  
OCHRONY ŚRODOWISKA  
I GOSPODARKI WODNEJ  
W GDAŃSKU

Niniejsze opracowanie stanowi część rozprawy habilitacyjnej  
pt. **Chemizm aerozoli w strefie brzegowej południowego Bałtyku.**  
Autorka zastrzega sobie prawo do pierwszeństwa publikacji wszystkich danych  
zawartych w raporcie.

---

## 1. HIPOTEZA BADAWCZA I CEL PROJEKTU

---

Powietrze strefy brzegowej południowego Bałtyku pod względem zawartości węgla organicznego i elementarnego, jak również głównych jonowych składników w aerozolach PM10 jest słabo rozpoznane, a literatura przedmiotu jest bardzo uboga. Z tego względu w niniejszym projekcie założono jako podstawowe cele:

1. Określenie poziomu, zmienności stężeń i udziału poszczególnych jonów (siarczanowych, azotanowych i amonowych) oraz węgla całkowitego, organicznego i elementarnego w aerozolach PM10. Pozwoliło to na wyznaczenie okresów podwyższonego ryzyka zanieczyszczeniem powietrza drobnymi aerozolami, które wprowadzane do układu oddechowego są bardzo niebezpieczne dla zdrowia.

2. Wyznaczenie roli lądu i morza w kształtowaniu składu chemicznego aerozoli i jakości nadmorskiego powietrza w poszczególnych sezonach roku. Było to możliwe dzięki prześledzeniu trajektorii ruchu mas powietrza, wraz z którymi przenoszone są zanieczyszczenia i wyznaczeniu róż zanieczyszczeń. Umożliwiło to wskazanie głównych obszarów źródłowych zanieczyszczeń powietrza w strefie brzegowej południowego Bałtyku.

3. W kwietniu 2008 roku Parlament Europejski zatwierdził dyrektywę w sprawie jakości powietrza atmosferycznego i w sprawie czystszej powietrza dla Europy. Polska, jako państwo członkowskie musi się do niej dostosować, co w związku z liczbą odnotowywanych epizodów przekroczeń 24 godzinnej normy może być trudne. Niniejszy projekt jako jeden z celów założył wyznaczenie czynników kształtujących wielkość zanieczyszczenia powietrza pyłem zawieszonym. Było to możliwe poprzez określenie składu chemicznego PM10 i połączeń, w jakie wchodziły główne składniki aerozoli w powiązaniu z sytuacją meteorologiczną w regionie południowego Bałtyku.

Zrealizowanie zadań określonych powyższymi celami pozwoliło potwierdzić postawioną w projekcie hipotezę, że:

Proporcje, w jakich w aerozolach PM10 występują węgiel elementarny i organiczny oraz związki azotu/sole amonowe na skutek nakładania się antropopresji i aktywności morza mogą być traktowane jako marker zanieczyszczenia powietrza w regionie.

---

## 2. WPROWADZENIE

---

Aerозole odgrywają istotną rolę w determinowaniu zmian klimatycznych w skali lokalnej, regionalnej jak i globalnej. Przy ich współdziałaniu zachodzi elektryzacja cząstek, formowanie chmur z kropel i kryształków lodu, smogu czy mgły. Dzięki ich powierzchniowym właściwościom do adhezji, sorpcji i kondensacji włączają się one w liczne reakcje chemiczne, prowadząc np. do neutralizacji obecnych w atmosferze kwasów. Obok tak pozytywnej roli, aerозole mogą także negatywnie oddziaływać na klimat, zdrowie człowieka, a nawet na jakość jego życia. W rejonie południowego Bałtyku, a zwłaszcza na Pomorzu coraz częściej zachorowania na nowotwory łączy się z zanieczyszczeniem środowiska, w tym powietrza, zwłaszcza, że śmiertelność jest tu jedną z największych w Polsce. Studia epidemiologiczne wskazują na silną korelację śmiertelności i zachorowalności z koncentracją atmosferycznych aerозoli antropogenicznych. Zjawisko jest tym bardziej niepokojące, zważywszy, że cząstki aerозoli atmosferycznych, wraz ze wszystkimi potencjalnie alergicznymi, toksycznymi i rakotwórczymi komponentami, dostają się do organizmu ludzkiego z każdym oddechem (Bundke i Hänel, 2003).

Jednymi z ważniejszych składników aerозoli atmosferycznych są cząstki węglowe (TC). Węgiel w PM 10 stanowi od 35 do 50% (Seinfeld i Pandis, 1998). Najważniejsze jego formy to węgiel elementarny (EC) i organiczny (OC). EC w zanieczyszczonej atmosferze większych miast pochodzi głównie z emisji z silników diesla, nie ulega dalszym transformacjom i jest traktowany jako bezpośredni wskaźnik stopnia zanieczyszczenia atmosfery i nasilenia ruchu ulicznego (Ruellan i Cachier, 2001; Ryall i in., 2002; Seung i in., 2002). Węgiel organiczny może pochodzić ze źródeł pierwotnych i wtórnych. Pierwotne procesy emisji OC to na przykład procesy spalania, w tym spalanie benzyny bezołowiowej, spalanie biomasy i aktywność rolnicza (np. palenie traw, spalanie kompostu itd.) (Duan i in., 2004). Węgiel organiczny może być ponadto emitowany do atmosfery jako zarodniki roślin, pyłki kwiatowe czy organiczne cząstki z gleby. Wtórne procesy emisji węgla organicznego do atmosfery to konwersja gazów w cząstki, kondensacja lotnych związków organicznych oraz fizyczna i chemiczna adsorpcja (Fermo i in., 2006).

Cząstki węglowe (TC) są jednymi z ważniejszych składników aerозoli atmosferycznych ze względu na właściwości optyczne, atmosferyczny czas życia i predyspozycje do tworzenia jąder kondensacji chmur. Stanowią one od 35 do 50% PM10 i nawet do 80% PM2,5 (Seinfeld i Pandis, 1998). Wykrycie w aerозolach nad Arktyką

związków węgla pochodzących ze średnich szerokości geograficznych, dowiodło ich migracji z zanieczyszczonymi masami powietrza nad obszary powszechnie uważane za bardzo czyste (przenoszenie tzw. mgły arktycznej). Nie mniej ważne są zdolności aerozoli do zmian budżetu radiacyjnego. Węgiel elementarny, obok wpływu na zdrowie uznany został za podstawowy składnik aerozoli, który poprzez zdolność do absorpcji promieniowania może, tak jak gazy cieplarniane, wpływać na ocieplenie klimatu. Natomiast węgiel organiczny, podobnie jak antropogeniczne składniki aerozoli tj. siarczan amonu i azotan amonu, poprzez odbijanie i rozpraszanie promieniowania słonecznego wpływają na ochłodzenie klimatu, równoważąc w skali globalnej wpływ, jaki na ocieplenie klimatu wywiera CO<sub>2</sub> (-1W·m<sup>-2</sup>) (Dougle i in., 1996; Dougle i in., 1998).

---

### 3. MATERIAŁY I METODY

---

#### 3.1 Lokalizacja stacji pomiarowej

W latach 2008-2009 pobierano w cyklu poniedziałek -środa- piątek próbki PM<sub>10</sub> na dachu budynku Instytutu Oceanografii UG (IO UG- Rys. 3.1). Łącznie w tym czasie zebrano i przeanalizowano po 50 próbek ślepych oraz po 298 próbek środowiskowych PM<sub>10</sub>, węgla organicznego (OC), elementarnego (EC) i całkowitego (TC) jak również podstawowych składników jonowych: azotanów, siarczanów i jonów amonowych.

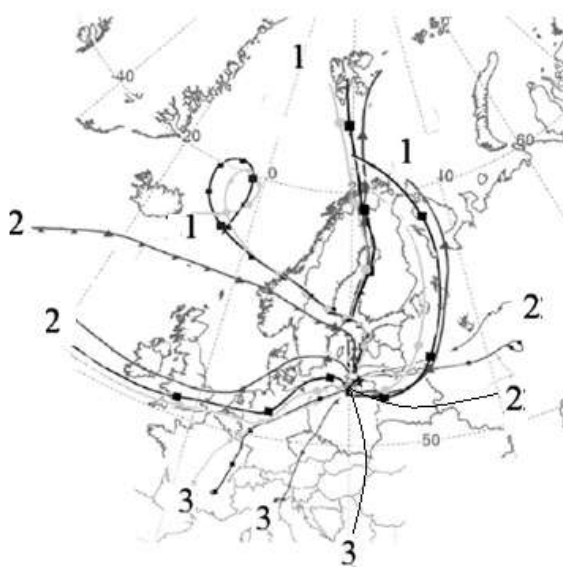


**Rys. 3.1** Lokalizacja stacji pomiarowej

Obok pomiarów parametrów chemicznych zbierane były podstawowe dane meteorologiczne oraz wyznaczane w celu określenia pochodzenia składników aerozoli - trajektorie ruchu mas powietrza. Masa powietrza charakteryzuje się tym, że obejmuje swym zasięgiem dość duży obszar, wewnątrz którego występuje mniej więcej jednakowa, pionowa zmienność temperatury, wilgotność czy stopień zanieczyszczenia powietrza. Masy powietrza przemieszczając się z nad obszaru źródłowego nad obszarem o innych właściwościach fizjograficznych, kształtują w jego obrębie właściwe sobie warunki meteorologiczne. Przemieszczając się i dłużej utrzymując nad nowym podłożem, masa powietrza zmienia pod jego wpływem swoje pierwotne właściwości (Leśniok, 1996). Transformacja ta dotyczy również zanieczyszczeń, jakie są transportowane przez masę, co obserwuje się szczególnie w przypadku jej stagnacji lub przejścia nad obszarem o dużej emisji pyłów i gazów. Masa wchłania emitowane zanieczyszczenia, oddając je na tym samym obszarze lub przenosząc na znaczne odległości.

Trajektorie ruchu mas powietrza można sporządzać biorąc pod uwagę między innymi prędkość i kierunek wiatru, ciśnienie powietrza oraz tarcie przy powierzchni morza/lądu. W celu określenia ruchu mas powietrza skorzystano z modelu HYSPLIT (Draxler i Rolph, 2003; Rolph, 2003), opracowanego przez NOAA. Trajektorie wyznaczono dla każdego pojedynczego dnia/okresu pomiarowego na konkretnej stacji pomiarowej. W przypadku pomiarów 12 i 24 godzinnych kolejne trajektorie wyznaczano w cyklu co 3 godziny cofając się o 48 godzin do tyłu. Dla pomiarów długookresowych zastosowano krok co 6 godzin, cofając się o 96 godzin do tyłu dla pojedynczej trajektorii ruchu mas powietrza. Aby móc określić pochodzenie aerozoli ze źródeł lokalnych i transgranicznych trajektorie wyznaczano zawsze dla trzech wysokości nad powierzchnią gruntu: 20, 500 i 1000 metrów ([www.arl.noaa.gov/ready/hysplit4.html](http://www.arl.noaa.gov/ready/hysplit4.html)).

Wykonane na podstawie modelu HYSPLIT trajektorie pozwoliły na wyodrębnienie trzech podstawowych typów mas powietrza określających różny stopień ich zanieczyszczenia (Rys. 3.1 i Tabela 3.1).



**Rys. 3.2** Przykłady trajektorii ruchu mas powietrza dla różnego typu aerozoli nanoszonych nad stacje pomiarowe zlokalizowane w strefie brzegowej morza i na stacji morskiej (opis trajektorii w Tabeli 3.1) (Kikas i in., 2008-zmodyfikowany)

Założenie uproszczono do 3 typów mas powietrza: czyste morskie-kontynentalne (Typ 1), zmodyfikowane morskie-kontynentalne (Typ 2) oraz zanieczyszczone-kontynentalne (Typ 3) (Tabela 3.1).

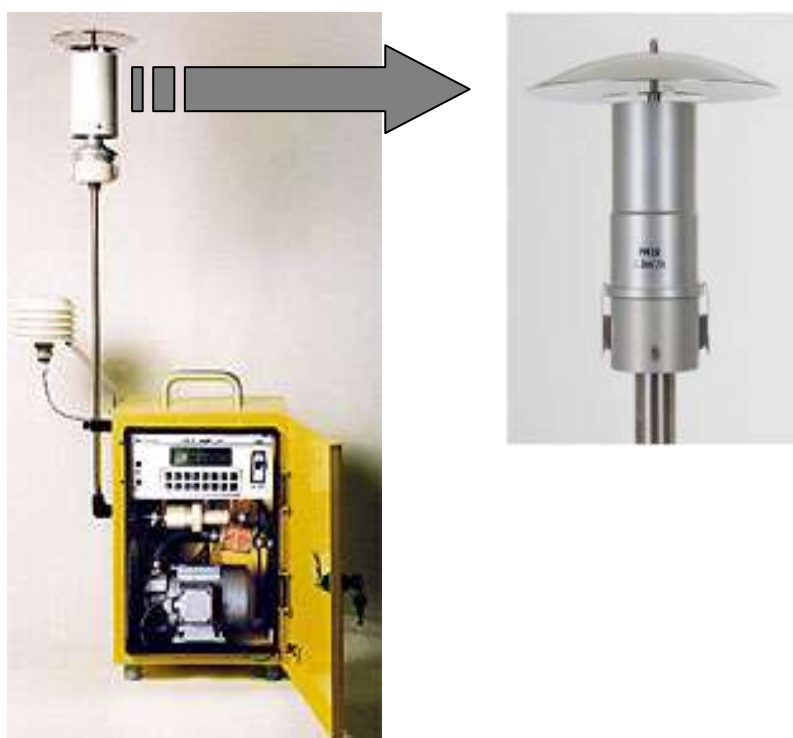
**Tabela 3.1**

Klasyfikacja aerozoli w zależności od kierunku napływu mas powietrza (Kikas i in., 2008-zmodyfikowany)

Klasyfikacja	Typ mas	Region źródłowy (kod)	Droga mas powietrza od źródła
Morskie i Kontynentalne	Czyste	1	Regiony Polarne, M. Północne, Bałtyk, Ocean Arktyczny, Północna Europa, Skandynawia, Dania.
	Zmodyfikowane	2	Atlantyk, centralna Europa, Wyspy Brytyjskie Płn. i Wsch. Rosja, Kraje Nadbałtyckie (Estonia, Łotwa i Litwa), Białoruś
Kontynentalne	Zanieczyszczone	3	Zachodnia i Południowa Europa, Centralna i Południowa Polska, Południowa Rosja i Ukraina;

### 3.2 Pobieranie próbek małych aerozoli z zastosowaniem pobornika PM 10

Do badań nad chemizmem aerozolu o średnicy 10  $\mu\text{m}$  (PM10) zastosowano Aspirator LVS-3 (Low-Volume Sampler, KleinfILTERgerät). Odpowiada on najnowszemu przepisom europejskim, zawartym w normie CEN (Fot. 3.1).



**Fot. 3.1** Pobornik LVS-3 i głowica do pobierania frakcji małych aerozoli o średnicy do 10  $\mu\text{m}$

Aspirator ten uznany został jako referencyjny w Polsce i Europie. Zasada działania aspiratora z głowicą PM10 polegała na przepuszczaniu ze stałą prędkością, 2,3  $\text{m}^3\cdot\text{h}^{-1}$ ,



powietrza atmosferycznego, w konsekwencji czego dochodzi do oddzielenia małych cząstek pyłu o średnicy poniżej 10  $\mu\text{m}$  średnicy. Wnętrze aparatu w zależności od temperatury otoczenia było ogrzewane bądź wentylowane. Budowa i dokładna zasada aspiratora działania zostały opisane w Lewandowska i Falkowska (2009).

Cząstki pobierano na filtry kwarcowym Q-MA firmy Whatman, o średnicy 47 mm i średnicy porów 2,2  $\mu\text{m}$ , uprzednio wyprażonym w 550°C przez minimum 6h, a następnie zważonym. Jest to sączonek standardowo stosowany na świecie (WMO/GAW, 2003) do pobierania frakcji PM 10. Po pobraniu próbki ponownie ważono filtry, a z różnicy wag utrzymywano masę pyłu w  $\mu\text{g}$  na powierzchnię sączoneka i dzielono ją następnie przez objętość przefiltrowanego powietrza.. Ostateczny wynik podano  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  powietrza. Wszystkie czynności związane z ważeniem wykonywane były z dokładnością  $10^{-5}\text{g}$  na wadze XA firmy RADWAG, w temperaturze  $23\pm 2^\circ\text{C}$  i przy wilgotności powietrza  $40\pm 5\%$ .

W przypadku PM10 limit detekcji metody ustalono na poziomie 0,17  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ , a błąd metody przy założeniu przedziału ufności na poziomie 99% wyniósł 4,1%. Do analizy błędów wzięto pod uwagę 33 ślepe próbki.

Filtry Q-MA po zdjęciu z aspiratora PM 10 i zważeniu przechowywano w folii aluminiowej w eksykatorze.

### 3.3 Analiza próbek PM10

Analizę wszystkich frakcji węgla prowadzono na analizatorze termo-optycznym (Sunset Laboratory Dual-Optical Carbonaceous Analyzer). Metoda termo-optyczna umożliwia selektywne oznaczanie stężeń różnych form węgla w aerozolach z dokładnością do 1  $\mu\text{gC}\cdot\text{m}^{-3}$  powietrza. Do analizy wycinano fragment sączoneka o powierzchni 1,5  $\text{cm}^2$  z filtra, na którym pobrano próbkę powietrza. Jedynym rodzajem sączoneka, który może być wykorzystany w analizie termo-optycznej węgla ze względu na temperaturę w piecu dochodzącą do 850°C jest filtr kwarcowy. Fragment sączoneka umieszczano następnie w piecu kwarcowym, a obie formy węgla analizowane były metodą termo-optyczną. Dokładna metoda analizy została opisana w Schmid i in. (2001), Schauer i in. (2003), ten Brink i in (2004) oraz Lewandowska (2010).

Analizator termo-optyczny spełnia wymogi wszystkich protokołów: NIOSH<sup>1</sup> 5040, EPA<sup>2</sup>, IMPROVE<sup>3</sup> i EUSSAR2<sup>4</sup>. Protokół EUSAAR 2, który zastosowano w analizie został

---

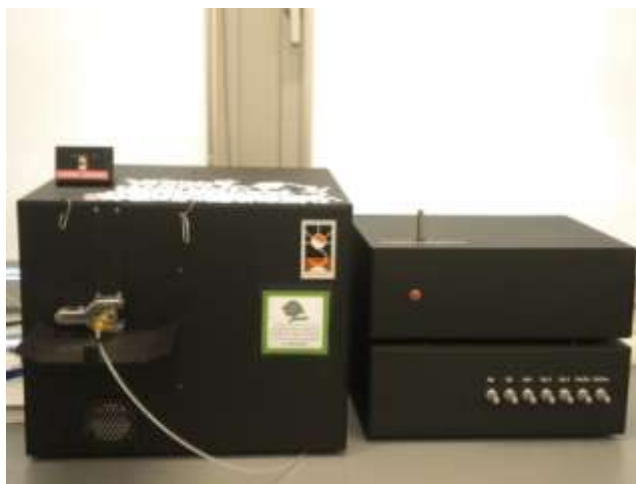
<sup>1</sup> NIOSH- National Institute for Occupational Safety and Health,

<sup>2</sup> EPA-European Environmental Protection,

<sup>3</sup> IMPROVE- Interagency Monitoring of Protected Visual Environments,

<sup>4</sup> EUSAAR European Supersites for Atmospheric Aerosol Research.

zgłoszony do akceptacji jako referencyjny w Europie dla potrzeb monitoringu prowadzonego w ramach EMEP i został pozytywnie zaopiniowany.



**Fot. 3.2** Analizator tormo-optyczny do oznaczania węgla w aerozolu. Zakup analizatora dofinansował WFOŚiGW w Gdańsku

Limit detekcji metody (wyznaczony dla 72 próbek) oznaczania węgla w aerozolu ustalono na  $2 \mu\text{g}$ , a błąd analizy wyniósł  $<6\%$  dla TC i EC oraz  $<10\%$  dla OC (dla przedziału ufności na poziomie 99%). Wszystkie wyniki prezentowane w pracy zostały pomniejszone o wartości ślepych próbek, pobieranych w każdym miesiącu pomiarowym w ilości minimum 3 sztuk. Wartość ślepej próbki TC i OC była średnio na poziomie  $3,1 \mu\text{g}\cdot\text{cm}^{-2}$  sączka ( $0,02 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  powietrza). Dla węgla elementarnego wartość ta była poniżej limitu detekcji metody. Wyznaczenie stężeń poszczególnych frakcji węgla poprzedzone było szeregiem działań o charakterze analitycznym, które zostały wraz z metodą analizy przeprowadzone zgodnie z wytycznymi opisanymi w CEPA (2000).

Analizę jonów azotanowych i siarczanowych w próbkach pobieranych aspiratorem LVS z głowicą PM10 wykonano metodą chromatografii jonowej zgodnej z Polską Normą PrPN-EN ISO 10304-1 (PN, 1995). Limit detekcji dla jonów azotanowych wyniósł  $0,2 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ , a błąd metody wyniósł  $5,5\%$ . W przypadku jonów siarczanowych limit detekcji ustalono na poziomie  $0,1 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ , a błąd metody wyniósł  $4,7\%$ . W obydwu przypadkach założono przedział ufności na poziomie 99%. Pod uwagę wzięto po 20 ślepych próbek i średni przepływ powietrza uzyskiwany przez aspirator LVS. Jony amonowe oznaczano indofenolową metodą kolorymetryczną opisaną przez Grasshoffa i in. (1983) oraz Lewandowska i Falkowska (2004).

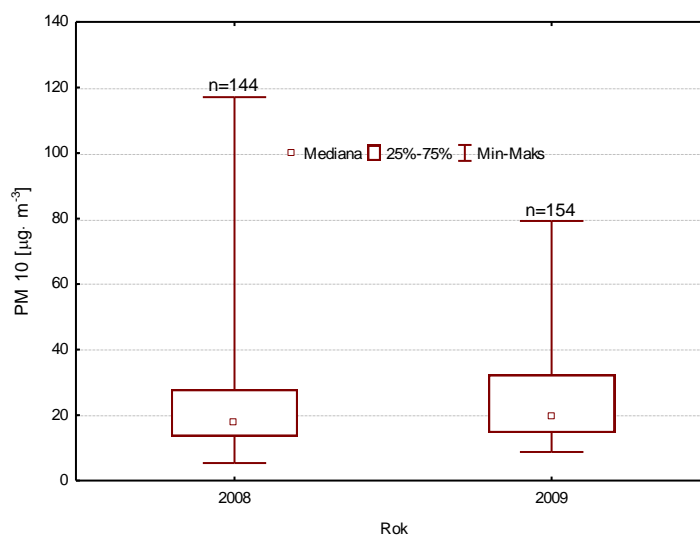
---

## 4. WYNIKI I DYSKUSJA WYNIKÓW

---

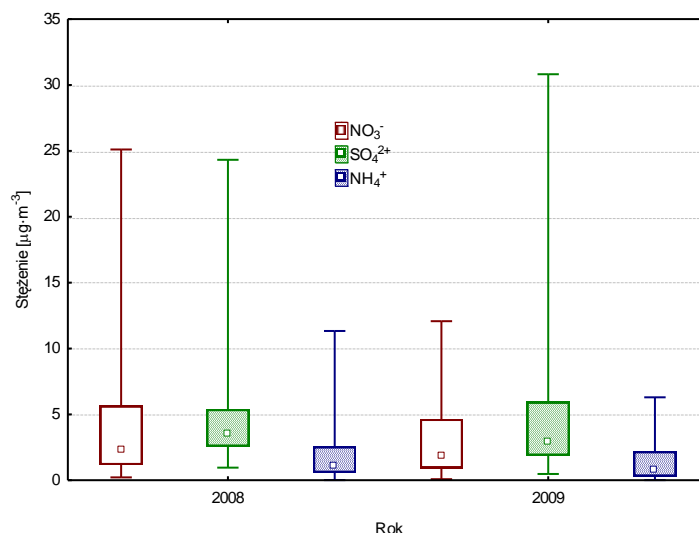
### 4.1 Zmienność stężenia PM10, OC, EC i podstawowych jonów w aerozolu strefy brzegowej Morza Bałtyckiego

Średnie stężenie PM10 w roku 2008 wyniosło  $24,4 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  i było tylko nieznacznie niższe niż w roku 2009 ( $25,1 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ). Mediana PM10 wyniosła odpowiednio  $17,9 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  i  $19,5 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  dla lat 2008 i 2009 (Rys. 4.1). Najniższą wartość w roku 2008 zanotowano w okresie 12-15 września, a w roku 2009 w okresie 10-15 czerwca. Wartości najwyższe wystąpiły odpowiednio w okresie 31 marca-2 kwietnia 2008 oraz 21-23 grudnia 2009 roku.



**Rys. 4.1** Stężenia PM 10 podczas pomiarów prowadzonych w roku 2008 i 2009

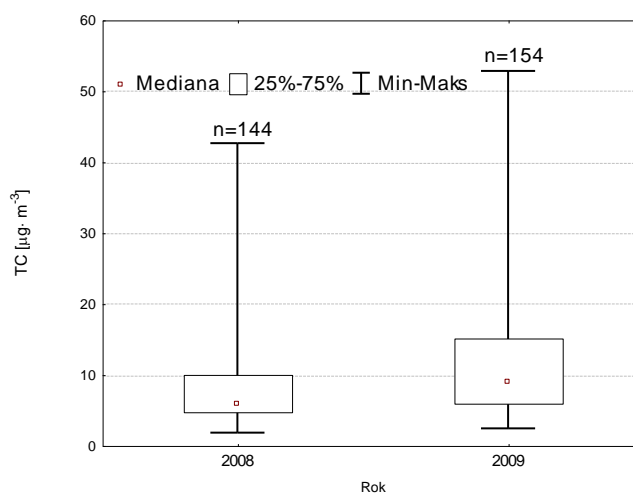
W obydwu latach pomiarowych stężenie jonów azotanowych i amonowych było bardzo zbliżone (Rys. 4.2). Mediana stężenia jonów azotanowych w roku 2008 była na poziomie  $4,22 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  a w roku 2009 wyniosła  $2,97 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ . Mediana stężenia siarczanów wyniosła  $4,51 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  i  $4,8 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ , w roku 2008 i 2009, odpowiednio. Najniższe stężenie w obydwu latach pomiarowych stwierdzono w przypadku jonów amonowych (mediana równa  $1,99 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  i  $1,36 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ , odpowiednio w roku 2008 i 2009).



**Rys. 4.2** Stężenia jonów azotanowych, siarczanowych i amonowych podczas pomiarów w roku 2008 i 2009.

Najwyższe stężenie azotanów w obydwu latach stwierdzono w lutym i wyniosło ono 25,11  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  w okresie 20-22.02.2008 oraz 12,07  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  w okresie 4-6.02.2009. W przypadku siarczanów wartości maksymalne były bardzo zbliżone (24,32  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  i 24,91  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ) i stwierdzono je w obydwu przypadkach w grudniu (3-5.12.2008 i 14-16.12.2009). Najwyższe stężenie jonów amonowych w roku 2008 było prawie dwukrotnie wyższe niż w roku 2009 (11,33  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  i 6,29  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ). Wystąpiły one w okresie 31.03-2.04.2008 i 2-6.02.2009.

Stężenie całkowitego węgla (TC) w PM10 było średnio na poziomie 10,0  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  (mediana 6,0  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ) i 12,2  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  (mediana 9,2  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ) w roku 2008 i 2009, odpowiednio (Rys. 4.3).

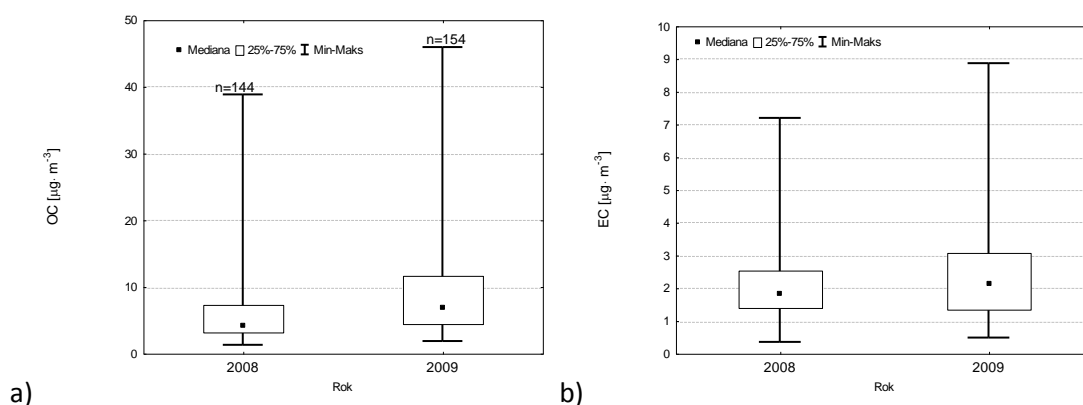


**Rys. 4.3** Stężenia węgla całkowitego (TC) w PM10 podczas pomiarów prowadzonych w roku 2008 i 2009

Wyższą wartość maksymalną obserwowano w roku 2009 (52,8  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ) i przypadła

ona na okres 21-23 grudnia niż w roku 2008 ( $42,6 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ), gdy wystąpiła 17-19 grudnia. Także najniższe uzyskane stężenie TC w PM 10 było niższe w roku 2008 niż w roku 2009 ( $1,8$  i  $2,4 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ , odpowiednio 16-18 sierpnia 2008 i 5-9 czerwca 2009).

Węgiel organiczny (OC) w PM 10 średnio był na poziomie  $6,5$  i  $9,7 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  (mediana  $4,2$  i  $6,8 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ) w roku 2008 i 2009, odpowiednio (Rys. 4.4 a). W roku 2008 wartość maksymalna ( $38,8 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ) wystąpiła w okresie 17 do 19 grudnia, a w roku 2009 ( $45,9 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ) w okresie 21-23 grudnia. Minimalne wartości stężeń przypadły w okresie 16-18 sierpnia 2008 oraz 5-9 czerwca 2009 i wyniosły  $1,3$  i  $1,8 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ , odpowiednio.



**Rys. 4.4** Stężenia węgla organicznego (OC) a) i elementarnego (EC) b) w PM 10 podczas pomiarów prowadzonych w roku 2008 i 2009

Stężenia węgla elementarnego (EC) w PM 10 charakteryzowały się niższymi wartościami niż węgiel organiczny i wyniosły średnio  $2,1$  i  $2,5 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  w roku 2008 i 2009, odpowiednio (Rys. 4.4b). Mediana w roku 2008 była na poziomie  $1,8 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ , a w roku 2009 była tylko nieznacznie niższa i wyniosła  $2,1 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ . Amplituda stężeń była wyższa w roku 2008 ( $0,3$  do  $7,2 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ) niż w roku 2009 ( $0,5$  do  $8,9 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ). Najwyższe wartości zanotowano w okresie 8-8 października 2008 oraz 7 do 9 grudnia 2009. Minimalne stężenie EC w PM 10 wystąpiło odpowiednio w okresie 12 do 15 września 2008 i 5 do 9 września 2009.

#### 4.2 Węgiel całkowity i elementarny w PM10 w Gdyni – treść zastrzeżona, do wglądu w raporcie

#### 4.3 Węgiel organiczny w PM 10 w Gdyni – treść zastrzeżona, do wglądu w raporcie

#### 4.4 Rola aerozoli amonowych i węgla w zmianach klimatu w regionie południowego Bałtyku- treść zastrzeżona, do wglądu w raporcie

#### 4.5 Epizody wysokich stężeń PM10 nad Gdynią- treść zastrzeżona, do wglądu w raporcie

#### **4.5 Zmienność stężeń PM 10, węgla organicznego i elementarnego w Gdyni na tle innych stacji pomiarowych w Europie i na świecie**

Materia zawieszona w powietrzu (PM<sub>x</sub>) może być pochodzenia naturalnego jak i antropogenicznego, co wpływa na jej wielkość i skład chemiczny. Poznanie źródeł aerozoli PM<sub>10</sub> stanowi zaczątek dla określenia ich właściwości i przemian w atmosferze.

Wartości stężeń PM<sub>10</sub> zmieniają się w szerokich granicach od kilku  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  nad Biegunem Południowym do kilkuset  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  na terenach bardzo zanieczyszczonych, np. w Chinach. Niższe o rząd wielkości stężenia PM<sub>10</sub> i nawet 2 rzędy wielkości niższe stężenia węgla całkowitego w porównaniu z Gdynią pomierzono w czystym powietrzu na Antarktyce w latach 1995-1997 (Tabela 4.3). Inni badacze wskazują, że stężenia w tym regionie są jeszcze niższe, rzędu  $1\text{ ng}\cdot\text{m}^{-3}$  (Bodhaine, 1995).

Średnie roczne stężenie PM<sub>10</sub> w Gdyni było nieznacznie wyższe od  $24\ \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  i jest porównywalne do wartości uzyskanych na innych zurbanizowanych stacjach Europy Centralnej (Tabela 4.3). Z danych Fundacji ARMAAG ([www.armaag.gda.pl](http://www.armaag.gda.pl)) wynika, że w tym samym czasie w centrum Gdyni, w bezpośrednim sąsiedztwie portu i ciągów komunikacyjnych, stężenie PM 10 osiągało wyższe wartości (w 2008 roku-  $33,8\ \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ , w 2009 roku-  $37,6\ \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ) (komunikacja ustna).

Różnica w wartościach średniorocznych na obydwu stacjach może wynikać z lokalizacji stacji IO UG blisko strefy przyboju i w większym oddaleniu od źródeł emisji niż stacja ARMAAG-u. Na innej stacji fundacji, zlokalizowanej w Gdyni Pogórze (AM4) wartości stężeń PM<sub>10</sub> były zbliżone do tych uzyskanych na stacji IO UG i średnio kształtowały się na poziomie  $22\ \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  (komunikacja ustna).

Generalnie jednak w miastach Europy, na stacjach Austrii, Niemiec, Szwajcarii, Holandii czy Anglii stężenia PM<sub>10</sub> mieściło się w zakresie od 24 do  $38\ \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  (Lenschow i in., 2001; Harrison i in., 2003 i 2004; Querol i in., 2004; Harrison i Yin, 2008).

Porównywalne do stężenia uzyskanego w Gdyni były średnie roczne stężenie PM<sub>10</sub> uzyskane na hiszpańskiej stacji tła Bernantes, zlokalizowanej w strefie brzegowej Atlantyku. Mimo bliskości strefy przyboju aerozole były wzbogacane w składniki antropogeniczne, nanoszone z zanieczyszczonymi masami powietrza znad pobliskiej elektrowni. Odnotowywano także przypadki epizodów bardzo wysokich stężeń PM<sub>10</sub> rzędu  $47\ \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  na skutek transportu pyłu znad Afryki (Salvador i in., 2007). Te pyły naturalnego pochodzenia okresowo dawały wyższe stężenia PM<sub>10</sub> aniżeli maksima zimowych epizodów.

Tabela 4.3

Porównanie stężeń PM10, węgla organicznego (OC), elementarnego (EC) i całkowitego (TC) w Gdyni z innymi rejonami świata

Nazwa stacji pomiarowej	Rejon badań	Rok pomiarowy	PM 10 [ $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ]	OC [ $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ]	EC [ $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ]	TC [ $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ]	Literatura
Gdynia	Aglomeracja miejska w strefie brzegowej Bałtyku	2008	24,4 (5,4-117,1)	6,5 (1,3-38,8)	2,1 (0,3-7,2)	8,6 (1,8-42,6)	niniejsze opracowanie
		2009	25,1 (8,7-79,2)	9,7 (1,8-45,9)	2,5 (0,5-8,9)	12,2 (2,4-52,8)	
Stacja McMurdo Antarktyka, Wyspa Ross	Hut Point	1995-1997	3,4 (b.d.-10,4)	0,15	0,13	0,28	Mazzera i in., 2001
	Radar Sat Dome		4,2 (b.d.-16,6)	0,10	0,04	0,14	
Centralna Anglia	Birmingham	2004-2005		3,8 (0,7-11,3)	1,7 (0,3-6,9)	5,5 (1,0-18,2)	Harrison i Yin, 2008
	Bristol- Birmigham <sup>+</sup>	2005		4,6 (1,0-18,8)	3,8 (0,6-10,7)	8,4 (1,6-29,5)	
	Churchill-rejon rolny	2005-2006		3,6 (0,2-12,5)	1,0 (0,1-6,3)	4,6 (0,3-18,8)	
Mace Head zachodnie wybrzeże Irlandii	Stacja Monitoringu Atmosfery	July 1998–September 1999			0,1 (0,02±0,4)	5,9±0,1	Kleefeld i in., 2002
Centralna Europa (Szwajcaria)	Chaumont- rejon rolny	1991-2001	10,5	1,2	0,6		Putaud i in., 2004
	Zurich- stacja zurbanizowana		24,5	3,6	2,1		
	Bazylea- stacja zurbanizowana		25,8	3,6	2,0		
	Berno- stacja tła komunikacyjnego		40,2	6,5	5,7		
Centralna Europa (Austria, Niemcy, Szwajcaria, Holandia i Anglia)	Stacje zurbanizowane	dane z wielolecia	24-38			6-9	Lenschow i in., 2001; Harrison i in., 2003 i 2004; Querol i in., 2004;
	Stacje tła komunikacyjnego		30-53			13-21	
Południowa Europa (Hiszpania)	Stacje zurbanizowane	dane z wielolecia	31-42			4-9	Querol i in., 2001 i 2003; Artiñano i in., 2003; Rodríguez i in., 2002
	Stacje tła komunikacyjnego		45-55			10-18	
Północna Europa (Szwecja)	Stacje zurbanizowane	dane z wielolecia	17-23			2-3	Swietlicki i in., 2004
	Stacje tła komunikacyjnego		26-51			5-6	
Południowa Europa (Hiszpania)	Bemantes- strefa brzegowa Atlantyku, tereny rolne	2001	23,0 (7,7-47,0)				Salvador i in., 2007
Ateny, Grecja	Aglomeracja miejska stacja zurbanizowana		75,5				Chaloulakou i in., 2003
Thessaloniki Grecja	Ag. Sofia- aglomeracja miejska, stacja zurbanizowana	2001-2004	66,0				Katragkou i in., 2009
	Panorama- obrzeża aglomeracji miejskiej		34,0				
Milano, Włochy	Aglomeracja miejska stacja zurbanizowana	2003	59,0 (20,1-200)	(12,0-70,0)	(0,2-6,0)		Fermo i in., 2006; Crosignani i in., 2004
Korea	Junnong- Seul Yonghyun- Incheon (stacje zurbanizowane)	2002-2004	77,6±43,5 79,3±55,4	3,3 4,1	4,4 6,0		Kim i in., 2006
Chiny południowo zachodnie	Chongqing- rejon 9 stacji zurbanizowanych	kwiecień i listopad 2006	268,7 ± 97,5	57,5±20,8	8,3±3,9		Ye i in., 2007
	Jinyun Mountain stacja tła miejskiego		130,6 ± 55,6	21,7±9,7	3,1±1,8		

Symbole: W nawiasach podano wartość minimalną i maksymalną, odpowiednio; b.d.- brak danych, <sup>+</sup>- główna arteria komunikacyjna między miastami;

Na innych stacjach Hiszpanii, o wyższej liczbie mieszkańców, większym stopniu zurbanizowania lub wyższym natężeniu ruchu komunikacyjnego, średnie roczne wartości stężenia PM 10 były już zdecydowanie wyższe niż w Gdyni i sięgały  $31-42 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  (Querol i in., 2004). Stwierdzono ponadto, że na stacjach zlokalizowanych na południu Europy stężenia są wyższe niż w północnej części kontynentu (Tabela 4.3). W Grecji, w centrum Thessalonik wartość średnia PM10 z wielolecia była na poziomie  $66 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  i spadała do  $34 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  na obrzeżach miasta (Katragkou i in., 2009). W Atenach stolicy Grecji, gdzie mieszka 4 miliony mieszkańców stężenie średnioroczne osiągały wartość  $75,5 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  (Chaloulakou i in., 2003). W Milano (Włochy), mimo tylko nieznacznie wyższej ilości mieszkańców niż w Trójmieście (1,3 mln) stężenie PM10 było ponad dwukrotnie wyższe niż w Gdyni ( $59 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ). Wynika to z faktu, że Milano jest jednym z najbardziej zurbanizowanych miast Europy, charakteryzującym się dużym natężeniem ruchu komunikacyjnego (Crosignani i in., 2004, Fermo i in., 2006). Nieznacznie niższe niż w Gdyni stężenie PM10 uzyskano na zurbanizowanych stacjach zlokalizowanej w Szwecji ( $17-23 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ), jednak na stacjach tła komunikacyjnego stężenia tego związku były już wyższe niż w Gdyni (Swietlicki i in., 2004).

W porównaniu ze stężeniami PM10 w Gdyni, czy w Europie w ogóle, te uzyskane w Azji były zdecydowanie wyższe. W Chinach, w rejonach wysoce zurbanizowanych Chongqing, gdzie liczba mieszkańców sięga 6 mln, średnie stężenie PM10 z ośmiu miesięcy 2006 roku oszacowane przez Ye i współautorów (2007) wyniosło aż  $268,7 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ . Dwukrotnie niższe stężenie omawianego zanieczyszczenia zanotowano w Chinach na stacji tła Jinyun Mountain. Było ono jednak w dalszym ciągu o rząd wielkości wyższe niż w Gdyni. Na wysokim poziomie, jednak kilkukrotnie niższe niż w Chinach było średnie stężenie z wielolecia 2002-2004 na stacjach Seul i Incheon w Korei (Kim i in., 2006).

W odniesieniu do węgla całkowitego (TC) literatura donosi o stężeniach w zakresie od  $1 \text{ ng}\cdot\text{m}^{-3}$ , w miejscach oddalonych od wpływu cywilizacji, do  $83 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  w silnie zanieczyszczonych obszarach zurbanizowanych takich jak Santiago w Chile (Didyk i in., 2000). Penner i inni (1993) oszacowali globalną emisję czarnego węgla (EC) na około 24 Tg C rocznie. W tym około 4 Tg światowej produkcji pochodzi z Chin, 5,5 Tg emitują kraje byłego Związku Radzieckiego, a dodatkowe 5 Tg czarnego węgla pochodzi z pozostałych krajów azjatyckich. Ameryka Południowa wnosi 1,6 Tg, natomiast Ameryka Północna 1 Tg.

W Gdyni stężenie węgla całkowitego było na poziomie  $8,6-12,2 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  (w roku 2008 i 2009, odpowiednio), co odpowiada stężeniu uzyskanemu dla głównej arterii komunikacyjnej Bristol- Birmingham w Centralnej Anglii, czy na innych stacjach Europy Centralnej. W



przypadku węgla całkowitego, wielkość stężenia średniorocznego, w przeciwieństwie do PM<sub>10</sub>, była generalnie na poziomie charakterystycznym dla stacji tła komunikacyjnego (Querol i in., 2004; Harrison i Yin, 2008).

Nie jest to wynikiem wysokiego udziału elementarnej frakcji węgla w aerozolach PM<sub>10</sub>, ale przede wszystkim jego formy organicznej. Rozpatrując osobno obydwie frakcje węgla można zauważyć, że wielkość stężeń EC mieści się w granicach wartości uzyskanych dla zurbanizowanych stacji Europy i jest kilkukrotnie niższa niż w silnie zanieczyszczonych aerozolach PM<sub>10</sub> w rejonach Azji (Tabela 4.3). Stężenia węgla elementarnego w Gdyni plasują naszą stację pośród takich zurbanizowanych stacji Europy Centralnej jak Birmingham w Anglii czy Zurich i Bazylea w Szwajcarii (Putaud i in., 2004; Harrison i Yin, 2008). Jednocześnie wartości te są od 2 do 4 razy niższe niż w Korei czy Chinach (Kim i in., 2006; Ye i in., 2007). Wartości węgla elementarnego w Gdyni były niższe także w porównaniu do tych odnotowywanych na terenach rolnych, np. w okolicach Churchill w Centralnej Anglii (Harrison i Yin, 2008) czy Chaumont w Szwajcarii (Putaud i in., 2004).

W rejonach gdzie powietrze jest mniej zanieczyszczone, np. na stacji McMurdo na Antarktyce, na Wyspie Ross u wybrzeży Irlandii (Mace Head) oraz na terenach rolnych stężenia węgla elementarnego były nawet o dwa rzędy wielkości niższe niż w Gdyni (Mazzera i in., 2001; Kleefeld i in., 2002). Także na stacji Halley'a Wolff i Cachier (1998) zanotowali niższe stężenia EC, rzędu 1-2 ng·m<sup>-3</sup>. Jednocześnie badania aerozoli w czystych rejonach polarnych wskazały na dużą wrażliwość atmosfery na jakikolwiek przejaw antropopresji. Stwierdzono na przykład wyższe stężenia na stacji Mc Marudo aniżeli na innych stacjach zlokalizowanych w okolicach Bieguna Południowego (Tabela 4.3). Wynikało to z lokalnej emisji, związanej z bliskością lądowisk, przeładunkiem towarów w portach czy wreszcie z codziennej aktywności naukowców pobliskiej stacji badawczej.

Średnie stężenia węgla organicznego w Gdyni było na poziomie 6,5 i 9,7 μg·m<sup>-3</sup> w roku 2008 i 2009, odpowiednio, co plasuje Gdynię pośród innych miast Europy o wysokim stopniu zanieczyszczenia tą frakcją węgla (Tabela 4.3). Porównywalne wyniki stwierdzono na stacji tła komunikacyjnego w Szwajcarii (Berno). Wysokie stężenia węgla organicznego w Gdyni mogą być rezultatem nanoszenia produktów spalania drewna zimą oraz fotochemicznej aktywności i utleniania lotnych związków organicznych (Sánchez de la Campa i in., 2009). W ostatnich latach w literaturze wspomina się także coraz częściej o fotochemicznym utlenianiu węgla produkowanego przez silniki diesla i szybkim formowaniu węgla organicznego (Robinson i in., 2007; Pérez i in., 2008). Może to prowadzić do wzrostu ilości węgla organicznego względem elementarnego w aerozolach, jak to obserwowano w Gdyni.

---

## 5. PODSUMOWANIE

---

1. Średnie stężenie PM10 w roku 2008 i 2009 było w Gdyni na zbliżonym poziomie (24,4  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  i 25,1  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ , odpowiednio). Tło zanieczyszczenia powietrza PM10 ze źródeł lokalnych ustalono na średnim poziomie 20  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ .
2. W aerozolach nad Gdynią cząstki węglowe stanowiły średnio 53,5% w analizowanym, dwuletnim okresie pomiarowym. Świadczy to o dużym znaczeniu węgla jako podstawowego składnika PM10.
3. Węgiel elementarny (EC) stanowił do 10% PM10. Tło zanieczyszczenia powietrza węglem elementarnym w PM10 ze źródeł komunikacyjnych wyniosło dla Gdyni 1,8 (1,7-2,2)  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ .
4. Przy niskiej sile wiatru węgiel elementarny był pochodzenia lokalnego, nanoszony ze źródeł komunikacyjnych bądź znad terenu portu. Gdy siła wiatru wzrastała, rosła także rola źródeł zlokalizowanych poza Trójmiastem, a za wyższe stężenia tego związku odpowiedzialne było niezorganizowane spalanie w sektorze komunalno-bytowym w powiatach zlokalizowanych na południe i południowy-zachód od Gdyni.
5. W obydwu latach pomiarowych węgiel organiczny (OC) był związany z PM10 i średnio stanowił 32,1% tej frakcji aerozoli oraz aż 75% węgla całkowitego (TC). Są to wartości porównywalne do uzyskanych na innych zurbanizowanych stacjach w Europie. Tło zanieczyszczenia aerozoli frakcją węgla organicznego w Gdyni było na poziomie 5,5  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ .
6. W okresie grzewczym stężenia wzrastały, zwłaszcza przy adwekcji z południa. Wysokie udziały węgla organicznego zimą związane były z procesami spalania i emisją pierwotnych i wtórnych aerozoli organicznych z procesów spalania węgla i drewna w Trójmieście i powiatach ościennych. W cieplej porze roku wyższe stężenia tej frakcji węgla były wynikiem aktywności prekursorów biologicznych, nanoszenia aerozoli organicznych znad terenów rolnych i niskiej intensywności opadów. Latem węgiel organiczny był dodatkowo wynikiem aktywności fotochemicznej i utleniania lotnych związków organicznych, aczkolwiek niskie wartości stosunków węgla organicznego do elementarnego (OC/EC) w tym sezonie sugerują mniejsze znaczenie tego źródła w Gdyni.
7. W roku 2009 stwierdzono wzrost udziału węgla organicznego w aerozolach PM10 nad Gdynią przy adwekcji znad Atlantyku i Bałtyku, gdy siła wiatru była bardzo wysoka, a przy małej sile wiatru (rzędu 1  $\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$ ) ze źródeł lokalnych źródeł, np. znad portów czy stoczni.

8. W Gdyni udział węgla elementarnego stanowił średnio 10% PM10, podczas gdy jony nieorganiczne i węgiel organiczny aż ponad 70 %. W związku z powyższym można założyć, że w regionie Trójmiasta, aerozole w większym stopniu indukują zjawisko ochłodzenia, aniżeli ocieplenia klimatu. Zimą stopień uwodnienia aerozoli był zawsze wysoki, a zdolności aerozoli, bogatych w siarczan i azotan amonu, do odbijania promieniowania słonecznego nie były osłabione. W okresie ciepłym w aerozolu nie odnotowano obecności azotan amonu, a cząstki w pewnych okresach były suche. Przy gwałtownym wzroście wilgotności powietrza wzrastał jednak stopień uwodnienia aerozoli i właściwości aerozoli do odbijania promieniowania. W obydwu okresach, ciepłym i chłodnym frakcja węgla organicznego mogła zatem wzmacniać bezpośredni i pośredni efekt aerolowy w taki sam sposób jak nieorganiczne składniki aerozoli.

9. Epizody wysokich stężeń PM10 w Gdyni występowały przy różnych prędkościach wiatru i przy różnych kierunkach adwekcji, jednak zawsze był to okres grzewczy. Epizody, dla których stężenie PM10 przekroczyło  $50 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  wystąpiły w ciągu 2 lat pomiarowych 24 razy. Wytypowano 3 typy wysokich epizodów stężeń PM10:

- związany z małym udziałem zanieczyszczeń antropogenicznych, takich jak związki azotu czy siarki i największym udziałem składników niezidentyfikowanych, prawdopodobnie soli morskiej, na co wskazują duża siła wiatru i odmorski kierunek adwekcji,

- związany z nanoszeniem nad Gdynię w okresie grzewczym aerozoli o charakterze transgranicznym z kierunków południowych (SE-S-SW). Następował przy nim wzrost udziału wtórnych, starzejących się na drodze od źródła, aerozoli pochodzenia antropogenicznego, takich jak azotany czy siarczany oraz węgiel organiczny. Zaliczyć do niego należy także epizody spalania biomasy (pożary, wypalanie traw) obserwowane na wiosnę przy adwekcji południowo-wschodniej,

- wynikający z emisji zanieczyszczeń ze źródeł lokalnych, gdy siła wiatru jest bliska  $1 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ . Prowadzi to do wzrostu stężenia związków azotu i siarki w aerozolu PM10 i najbardziej intensywnego wzrostu stężenia węgla elementarnego oraz pierwotnego węgla organicznego w aerozolu- związków będących markerem zanieczyszczenia powietrza ze źródeł komunikacyjnych. Wzrost stężenia ze źródeł lokalnych był także wynikiem aktywności portów i bazy przeładunkowej. Wówczas wzrastał udział wtórnych aerozoli organicznych.

10. Średnie roczne stężenie PM10 w Gdyni było nieznacznie wyższe od  $24 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  i jest porównywalne do wartości uzyskanych na innych zurbanizowanych stacjach Europy Centralnej oraz niższe niż w Europie południowej czy krajach azjatyckich. Jest natomiast wyższe niż w krajach Europy północnej czy nad czystymi rejonami globu ziemskiego,

wliczając rejony okołobiegunowe. Stężenia węgla elementarnego w Gdyni także plasują naszą stację pośród innych zurbanizowanych stacji Europy Centralnej, a jednocześnie wartości te są od 2 do 4 razy niższe niż w Korei czy Chinach. Średnie stężenia węgla organicznego plasuje Gdynię pośród innych stacji Europejskich, ale są to stacje tła komunikacyjnego. Wysokie zanieczyszczenie powietrza węglem organicznym wymagałoby specjacji pozwalającej na stwierdzenie, czy nie są to związki niebezpieczne dla zdrowia.

---

## 6. BIBLIOGRAFIA

---

- Alastuey A.**, Moreno N., Querol X., Viana M., Artiñano B., Luaces J.A., Basora J., Guerra A., 2007. Contribution of harbor activities to levels of particulate matter in a harbor area: Hada Project-Tarragona Spain. *Atmospheric Environment*, 41: 6366-6378.
- Artiñano B.**, Salvador P., Alonso D.G., Querol X., Alastuey A., 2003. Characterisation of PM10 and PM2.5 in Madrid (Spain): an analysis of main sources and high concentration episodes. *Environmental Pollution*, 125: 453-465.
- Barcza T.**, Barkó G., Gelencsér A., Kiss G., Krivácsy Z., Molnár Á., Mészáros E., 1997. Solubility group characterization of organic compounds in atmospheric aerosol. 6th International Conference on Carbonaceous Particles in the Atmosphere, Vienna.
- Barrie L.A.**, 1986. Arctic air pollution: an overview of current knowledge. *Atmospheric Environment*, 20: 643-663.
- Bodhaine B.A.**, 1995. Aerosol absorption measurements at Barrow, Mauna Loa and the South Pole. *Journal Geophysical Research*, 100: 8967-8975.
- Brown S.G.**, Herckes P., Ashbaugh L., Hannigan M.P., Kreidenweis S.M., Collet J.L., 2002. Characterization of organic aerosol in Big Bend National Park, Texas. *Atmospheric Environment*, 36: 5807- 5818.
- Bundke U., Hänel G.**, 2003. PM10 burdens of the human respiratory tract regions during LACE 98 (first results). Abstract of the European Aerosol Conference, S375-S376.
- Carvalho A.**, Pio C., Santos C., Alves C., 2006. Particulate carbon in the atmosphere of a Finnish forest and a German anthropogenically influenced grassland. *Atmospheric Research*, 80: 133-150.
- Castro L.M.**, Pio C.A., Harrison R.M., Smith D.J.T., 1999. Carbonaceous aerosol in urban and rural European atmospheres: estimation of secondary organic carbon concentrations. *Atmospheric Environment*, 33: 2771-2781.
- CEPA** (Californian Environmental Protection Agency, Air Resources Board), 2002. Standard Operating Procedure for organic and elemental carbon analysis of exposed quartz microfiber filters, SOP MLD 65, Northern Laboratory Branch, Monitoring and Laboratory Division, 1-14.
- Chaloulakou A.**, Kassomenos P., Spyrellis N., Demokritou P., Koutrakis P., 2003. Measurements of PM10 and PM2.5 particle concentrations in Athens, Greece. *Atmospheric Environment*, 37: 649-60.
- Chu S.H.**, 2005. Stable estimate of primary OC/EC ratios in the EC tracer method. *Atmospheric Environment* 39, 1383-1392.
- Cooke W.F., Wilson J.J.N.**, 1996. A global black carbon aerosol model. *Journal of Geophysical Research*, 101: 19395-19409.
- Cooke W.F.**, Jennings S.G., Spain T.G., 1997. Black carbon measurements at Mace Head, 1989-1996. *Journal of Geophysical Research*, 102 (D21): 25339-25346.
- Crosignani P.**, Tittarelli A., Borgini A., Codazzi T., Rovelli A., Porro E., Contiero P., Bianchi N., Tagliabue G., Fissi R., Rossitto F., Berrino F., 2004. Childhood leukemia and road traffic: A population-based case-control study. *International Journal of Cancer*, 108(4): 596-599.
- Day D.E., Malm W.C.**, 2001. Aerosol light scattering measurements as a function of relative humidity: a comparison between measurements made at three different sites. *Atmospheric Environment*, 35: 5169-5176.

- Day D.E.**, Malm W.C., Kreidenweis S.M., 2000. Aerosol light scattering measurements as a function of relative humidity. *Journal of Air and Waste Management Association*, 50: 710–716.
- Didyk B.M.**, Simoneit B.R.T., Pezoa L.A., Riveros M.L., Flores A.A., 2000. Urban Aerosol Particles in Santiago, Chile: Organic Content and Molecular Characterization. *Atmospheric Environment*, 34: 1167-1179.
- Dougle P.G.**, Veefkind J.P., ten Brink H.M., 1998. Crystallization of mixtures of ammonium nitrate, ammonium sulfate and soot. *Journal of Aerosol Science*, 29, 3: 375-386.
- Dougle P.G.**, Veefkind J.P., ten Brink H.M., 1998. Crystallization of mixtures of ammonium nitrate, ammonium sulphate and soot. *Journal of Aerosol Science*, 29: 375–386.
- Dougle P.G.**, Vlasenko A.L., Veefkind J.P., ten Brink H.M., 1996. Humidity dependence of the light scattering by mixtures of ammonium nitrate, ammonium sulfate and soot, *Journal of Aerosol Science*, 27, 1: 513-514.
- Draxler R.R., Rolph G.D., 2003.** HYSPLIT (HYbrid Single-Particle Lagrangian Integrated Trajectory) Model access via NOAA ARL READY Website (<http://www.arl.noaa.gov/ready/hysplit4.html>). NOAA Air Resources Laboratory, Silver Spring, MD.
- Duan F.**, He K., Ma Y., Jia Y., Yang F., Lei Y., Tanaka S., Okuta T., 2005. Characteristics of carbonaceous aerosols in Beijing, China. *Chemosphere*, 60: 355– 364.
- Duan F.**, Liu X., Yu T., Cachier H., 2004. Identification and estimate of biomass burning contribution to the urban aerosol organic carbon concentrations in Beijing. *Atmospheric Environment*, 38: 1275-1282.
- Ebert M.**, Inerle-Hof M., Weinbruch S., 2002. Environmental scanning electron microscopy as a new technique to determine the hygroscopic behavior of individual aerosol particles. *Atmospheric Environment*, 36: 5909–5916.
- Falkowska L., Lewandowska A., 2009.** Gazy i aerozole w atmosferze ziemskiej-zmiany globalne, Wydawnictwo UG, Gdańsk, -505.
- Fan X.**, Brook J.R., Mabury S.A., 2004. Measurement of organic and elemental carbon associated with PM<sub>2,5</sub> during Pacific 2001 study using an integrated organic gas and particle sampler. *Atmospheric Environment*, 38: 5801– 5810.
- Feliu S.**, Morcillo M., Chico B., 1999. Effect of distance from sea on atmospheric corrosion rate. *Corrosion-NACE*, 55: 883–891.
- Fermo P.**, Piazzalunga A., Vecchi R., Valli G., Ceriani M., 2006. A TGA/FT-IR study for measuring OC and EC in aerosol samples. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 6: 255-266.
- Fosco T., Schmeling M., 2006.** Aerosol ion concentration dependence on atmospheric conditions in Chicago. *Atmospheric Environment*, 40: 6638-6649.
- Gebhart K.A.**, Copeland S., Malm W.C, 2001. Diurnal and seasonal patterns in light scattering, extinction, and relative humidity. *Atmospheric Environment*, 35: 5177-5191.
- Gelencsér A.**, Mészáros T., Blazsó M., Kiss Gy., Krivácsy Z., Molnár Á., Mészáros E., 2000. Structural characterization of organic matter in fine tropospheric aerosol by pyrolysis–gas chromatography–mass spectrometry. *Journal of Atmospheric Chemistry*, 37: 173–183.
- Harrison R.M.**, Jones A.M., Lawrence R.G., 2003. A pragmatic mass closure model for airborne particulate matter at urban background and roadside sites. *Atmospheric Environment*, 37: 4927–4933.
- Harrison R.M.**, Jones A.M., Lawrence R.G., 2004. Major component composition of PM<sub>10</sub> and PM<sub>2,5</sub> from roadside and urban background sites. *Atmospheric Environment*, 38: 4531–4538.
- Harrison R.M., Yin J., 2008.** Sources and processes affecting carbonaceous aerosol in central England. *Atmospheric Environment*, 42: 1413–1423.

- He Z.**, Kim Y.J., Ogunjobi K.O., Kim J.E., Ryu S.Y., 2004. Carbonaceous aerosol characteristics of PM<sub>2.5</sub> particles in Northeastern Asia in summer 2002. *Atmospheric Environment*, 38: 1795–1800.
- Heintzenberg J.**, 1988. A processor-controlled multisample soot photometer. *Aerosol Science and Technology*, 8: 227–233.
- Hueglin C.**, Gehrig R., Baltensperger U., Gysel M., Monn C., Vonmont, H., 2005. Chemical characterization of PM<sub>2.5</sub>, PM<sub>10</sub> and coarse particles at urban, near-city and rural sites in Switzerland. *Atmospheric Environment*, 39: 637–651.
- Husain L.**, Dutkiewicz V.A., Khan A.J., Ghauri B.M., 2007. Characterization of carbonaceous aerosols in urban air. *Atmospheric Environment*, 41: 6872–6883.
- Jones A.M.**, Harrison R.M., 2005. Interpretation of particulate elemental and organic carbon concentrations at rural, urban and kerbside sites. *Atmospheric Environment*, 39: 7114–7126.
- Katragkou E.**, Kazadzis S., Amiridis V., Papaioannou V., Karathanasis S., Melas D., 2009. PM<sub>10</sub> regional transport pathways in Thessaloniki, Greece. *Atmospheric Environment* 43: 1079–1085.
- Kikas Ü.**, Reinart A., Pugatshova A., Tamm E., Ulevicius V., 2008. Microphysical, chemical and optical aerosol properties in the Baltic Sea region. *Atmospheric Research*, 90: 211–222.
- Kim Y.J.**, Kim K.W., Kim S.D., Lee B.K., Han J.S., 2006. Fine particulate matter characteristics and its impact on visibility impairment at two urban sites in Korea: Seoul and Incheon. *Atmospheric Environment*, 40: S593–S605.
- Kim B.M.**, Teffera S., Zeldin M.D., 2000. Characterization of PM<sub>2.5</sub> and PM<sub>10</sub> in the South Coast Air Basin of Southern California: Part 1—Spatial variation. *Journal of Air Waste Management Association*, 50: 2034–2044.
- Kleefeld S.**, Hoffer A., Krivácsy Z., Jennings S.G., 2002. Importance of organic and black carbon in atmospheric aerosols at Mace Head, on the West Coast of Ireland (531190N, 91540W). *Atmospheric Environment*, 36: 4479–4490.
- Kulmala M.**, Vehkamäki H., Petäjä T., Dal Maso M., Lauri A., Kerminen V.M., Birmili W., McMurry P., 2004. Formation and growth rates of ultrafine atmospheric particles: a review of observations. *Journal of Aerosol Science*, 35: 143–176.
- Latha K.M.**, Badarinath V.S., 2005. Seasonal variations of black carbon aerosols and total aerosol mass concentrations over urban environment in India. *Atmospheric Environment*, 39: 4129–4141.
- Lenschow P.**, Kutzner A.H.J., Lutz K., Preuß M., Reichenbacher J.D., 2001. Some ideas about the sources of PM<sub>10</sub>. *Atmospheric Environment*, 35 (Suppl. 1): 123–133.
- Leśniok M.**, 1996: Zanieczyszczenia wód opadowych w obrębie Wyżyny Śląsko-Krakowskiej, Wydawnictwo Uniwersytetu Śląskiego, Katowice, 11-89.
- Lewandowska A.**, Falkowska L., 2004, Ammonia and ammonium over the southern Baltic Sea. *Oceanologia*, 46: 175-200.
- Lewandowska A.**, Falkowska L., 2009, Gazy i aerozole w atmosferze ziemskiej - przewodnik metodyczny do ćwiczeń, Wydawnictwo Uniwersytetu Gdańskiego, -258.
- Lewandowska A.**, Falkowska L., Murawiec D., Pryputniewicz D., Burska D., Beldowska M., 2010. Elemental and organic carbon in aerosols over urbanized coastal region (southern Baltic Sea, Gdynia). *Science of the Total Environment*, 408 (20): 4761–4769.
- Lim H.J.**, Turpin B.J., 2002. Origins of primary and secondary organic aerosol in Atlanta: results of time-resolved measurements during the Atlanta Supersite experiment. *Environmental Science and Technology*, 36: 4489-4496.
- Liousse C.**, Penner J.E., Chuang C., Walton J.J., Eddleman H., Cachier H., 1996. A global three-dimensional model study of carbonaceous aerosols. *Journal of Geophysical Research*, 101: 19411–19432.

- Lohman U., Feichter J.**, 2001. Can the direct and semi-direct aerosol effect compete with indirect effect on a global scale? *Geophysical Research. Letters*, 28: 159–161.
- Lonati G.**, Giugliano M., Butelli P., Romele L., Tardivo R., 2005. Major chemical components of PM<sub>2.5</sub> in Milan (Italy). *Atmospheric Environment*, 39: 1925–1934.
- Lonati G.**, Ozgen S., Giugliano M., 2007. Primary and secondary carbonaceous species in PM<sub>2.5</sub> samples in Milan (Italy). *Atmospheric Environment*, 41: 4599–4610.
- Mazzera D. M.**, Lowenthal D.H., Chow J.C., Watson J.G., Grubišić V., 2001. PM<sub>10</sub> measurements at McMurdo Station, Antarctica. *Atmospheric Environment*, 35: 1891–1902.
- Márquez C.**, Castro T., Muhlia A., Moya M., Martínez-Arroyo A., Báez A., 2005. Measurement of aerosol particles, gases and flux radiation in the Pico de Orizaba National Park, and its relationship to air pollution transport. *Atmospheric Environment*, 39: 3877–3890.
- Mazzera D. M.**, Lowenthal D.H., Chow J.C., Watson J.G., Grubišić V., 2001. PM<sub>10</sub> measurements at McMurdo Station, Antarctica. *Atmospheric Environment*, 35: 1891–1902.
- Meira G.R.**, Andrade M.C., Padaratz I.J., Alonso M.C., Borba Jr. J.C., 2006. Measurements and modelling of marine salt transportation and deposition in a tropical region in Brazil. *Atmospheric Environment*, 40:5596–5607.
- Moreno N.**, Alastuey A., Querol X., Artiñano B., Guerra A., Luaces J.A., Lorente A., Basora J., 2007. Characterisation of dust material emitted during harbour operations (Hada Project), *Atmospheric Environment*, 41 (30):6331–6343.
- Myhre G., Grini A.**, 2006. Modelling of nitrate particles: importance of sea salt. *Atmospheric Chemistry and Physics Discussion*, 6: 1455–1480.
- Na K.**, Sawant A.A., Song C., Cocker III D.R., 2004. Primary and secondary carbonaceous species in the atmosphere of Western Riverside County, California. *Atmospheric Environment*, 38: 1345–1355.
- Nadstazik A.**, Falkowska L., 2001. Selected ionic components of the marine aerosol over the Gulf of Gdańsk. *Oceanologia*, 43 (1): 23–37.
- Nair P.R.**, Parameswarana K., Annamma A., Salu J., 2005. Wind-dependence of sea-salt and non-sea-salt aerosols over the oceanic environment. *Journal of Atmospheric and Solar-Terrestrial Physics*, 67: 884–898.
- Nussbaumer T.**, Czasch C., Klippel N., Johansson L., Tullin C., 2008. Particulate Emissions from Biomass Combustion in IEA Countries. IEA Bioenergy Task 32 and Swiss Federal Office of Energy (SFOE), Zürich ISBN 3-908705-18-5, -40.
- Oliveira T.**, Pio C., Alves C., Silvestre A., Evtyugina M., Afonso J., Caseiro A., Legrand M., 2007. Air quality and organic compounds in aerosols from a coastal rural area in the Western Iberian Peninsula over a year long period: characterisation, loads and seasonal trends. *Atmospheric Environment*, 41 (17): 3631–3643.
- Pakkanen T.A.**, Kerminen V.M., Ojanen C.H., Hillamo R.E., Aarnio P., Koskentalo T., 2000. Atmospheric black carbon in Helsinki. *Atmospheric Environment*, 34: 1497–1506.
- Park S.S.**, Kim Y.J., Fung K., 2001. Characteristics of PM<sub>2.5</sub> carbonaceous aerosol in the Sihwa industrial area, Korea. *Atmospheric Environment*, 35: 657–665.
- Penner J.E.**, Eddleman H., Novakav T., 1993. Toward the development of a global inventory for black carbon. *Atmospheric Environment*, 27A(8): 1277–1295.
- Pérez N.**, Pey J., Querol X., Alastuey A., López J.M., Viana M., 2008. Partitioning of major and trace components in PM<sub>10</sub>–PM<sub>2.5</sub>–PM<sub>1</sub> at an urban site in Southern Europe. *Atmospheric Environment*, 42: 1677–1691.
- PMŚ**, Inspekcja Ochrony Środowiska, 2009. Ocena jakości powietrza w strefach w Polsce za rok 2008. Zbiórca raport krajowy z rocznej oceny jakości powietrza w strefach wykonywanej przez WIOŚ wg zasad określonych w art. 89 ustawy-Prawo ochrony środowiska, Warszawa, -102.



**PN (Polska Norma)**, 1995, Oznaczanie rozpuszczonych jonów fluorkowych, chlorkowych, azotynowych, ortofosforanowych, bromkowych, azotanowych i siarczanowych za pomocą chromatografii jonowej. Polski Komitet ormalizacyjny, norma nr PrPN-EN ISO 10304-1.

**Pun B.K., Seigneur C.**, 2007. Investigative modeling of new pathways for secondary organic aerosol formation. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 7: 2199–2216.

**Putaud J.P., Raes F., Dingenen R.V., Brüggemann E., Facchini M.-C., Decesari S., Fuzzi S., Gehrig R., Hüglin C., Laj P., Lorbeer G., Maenhaut W., Mihalopoulos N., Müller K., Querol X., Rodriguez S., Schneider J., Spindler G., Brink H.t., Tørseth K., Wiedensohler A.**, 2004. A European aerosol phenomenology – 2: chemical characteristics of particulate matter at kerbside, urban, rural and background sites in Europe. *Atmospheric Environment*, 38: 2579-2595.

**Putaud J.-P., Van Dingenen R., Alastuey A., Bauer H., Birmili W., Cyrus J., Flentje H., Fuzzi S., Gehrig R., Hansson H.C., Harrison R.M., Herrmann H., Hitzenberger R., Hüglin C., Jones A.M., Kasper-Giebl A., Kiss G., Kousa A., Kuhlbusch T.A.J., Löschau G., Maenhaut W., Molnar A., Moreno T., Pekkanen J., Perrino C., Pitz M., Puxbaum H., Querol X., Rodriguez S., Salma I., Schwarz J., Smolik J., Schneider J., Spindler G., ten Brink H., Tursic J., Viana M., Wiedensohler A., Raes F.**, 2010. A European aerosol phenomenology-3: Physical and chemical characteristics of particulate matter from 60 rural, urban, and kerbside sites across Europe. *Atmospheric Environment*, 44: 1308-1320.

**Querol X., Alastuey A., Ruiz C.R., Artiñano B., Hansson H.C., Harrison R.M., Buringh E., ten Brink H.M., Lutz M., Bruckmann P., Straehl P., Schneider J.**, 2004. Speciation and origin of PM<sub>10</sub> and PM<sub>2.5</sub> in selected European cities. *Atmospheric Environment*, 38: 6547–6555.

**Riemer N., Vogel H., Vogel B.**, 2004. Soot aging time scales in polluted regions during day and night. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 4: 1885– 1893.

**Robinson A.L., Donahue N.M., Shrivastava M.K., Weitkamp E.A., Samp A.M., Grieshop A.P., Lane T.E., Pierce J.R., Pandis S.N.**, 2007. Rethinking organic aerosols: semivolatile emissions and photochemical aging. *Science*, 315: 1259–1262.

**Rodríguez S., Querol X., Alastuey A., Plana F.**, 2002. Sources and processes affecting levels and composition of atmospheric aerosol in the Western Mediterranean. *Journal of Geophysical Research*, 107 (D24): 47-77.

**Rolph G.D.**, 2003. Real-time Environmental Applications and Display sYstem (READY) Website (<http://www.arl.noaa.gov/ready/hysplit4.html>). NOAA Air Resources Laboratory, Silver Spring, MD.

**Rood M.J., Covert D.S., Larson T.V.**, 1986. Hygroscopic properties of atmospheric aerosol in Riverside. *Tellus, California*, 39B: 383–397.

**Ruellan S., Cachier H.**, 2001. Characterization of fresh particulate vehicular exhausts near a Paris high flow road. *Atmospheric Environment*, 35: 453-468.

**Russel M., Allen D.T.D.T.**, 2004. Seasonal and spatial trends in primary and secondary organic carbon concentrations in southeast Texas. *Atmospheric Environment*, 38: 3225–3239.

**Ryall D.B., Derwent R.G., Manning A.J., Redington A.L., Corden J., Milington W., Simmonds P.G., Doherty S., Carslaw N., Fuller G.W.**, 2002. The origin of high particulate concentrations over the United Kingdom, March 2000. *Atmospheric Environment*, 36: 1363-1378.

**Salvador P., Artiñano B., Querol X., Alastuey A., Costoya M.**, 2007. Characterization of local and external contributions of atmospheric particulate matter at a background coastal site. *Atmospheric Environment*, 41: 1–17.

**Saxena P., Hildemann L.M., Mc Murry P.H., Seinfeld J.H.**, 1995. Organics alter hygroscopic behavior of atmospheric particles. *Journal of Geophysical Research*, 100: 17770– 18755.

- Sánchez de la Campa A.M.**, Pio C., Rosa A.M., Querol X., Alastuey A., González-Castanedo Y., 2009. Characterization and origin of EC and OC particulate matter near the Doñana National Park (SW Spain). *Environmental Research*, 109: 671-681.
- Schmid H.**, Laskus L., Abraham H.J., Baltensperger U., Lavansky V., Bizjak M., Burba P., Cachier H., Crow D., Chow J., Gnauk T., Even A., ten Brink H.M., Giesen K.P., Hitzengerger R., Hueglin C., Maenhaut W., Pio C., Putaud J.P., Toom-Sauntry D., Puxbaum H., 2001. Results of the “carbon conference” international aerosol carbon round robin test stage 1. *Atmospheric Environment*, 35: 2111–2121.
- Seinfeld J.H., Pandis S.N.**, 1998. *Atmospheric chemistry and physics from air pollution to climate change*. Wiley Interscience Publication, -1326.
- Seung S.P.**, Kim Y.J., Fung K., 2002. PM<sub>2,5</sub> carbon measurements in two urban areas: Seoul and Kwangju, Korea. *Atmospheric Environment*, 36: 1287-1297.
- Slanina S., Zhang Y.**, 2004. *Aerosols: Connection between regional climatic change and air quality (IUPAC Technical Report)*. Pure Apply Chemistry, 76 (6): 1241–1253.
- Swietlicki A.**, Kristensson H., Areskoug H.C., Hansson 2004. Source apportionment of PM<sub>10</sub> and PM<sub>2,5</sub> at a background site in southern Sweden. *Atmospheric Environment*, 31(22): 3567-3583.
- ten Brink H.M.**, Khlystov A., Kos G.P.A., Tuch T., Roth C., Kreyling W., 2000. A high-flow humidograph for testing the water uptake by ambient aerosol. *Atmospheric Environment*, 34: 4291-4300.
- ten Brink H.M.**, Kruisz C., Kos G.P.A., Berner A., 1997. Composition/Size of the light – scattering aerosol in the Netherlands. *Atmospheric Environment*, 30 (23): 3955-3962.
- ten Brink H.M.**, Maenhaut W., Hitzengerger R., Gnauk T., Spindler G., Even A., Chi X., Bauer H., Puxbaum H., Putaud J.P., Tursic J., Berner A., 2004. INTERCOMP2000: the comparability of methods in use in Europe for measuring the carbon content of aerosol. *Atmospheric Environment*, 38: 6507–6519.
- Turpin B.J., Huntzicker J.J.**, 1991. Secondary formation of organic aerosol in the Los Angeles Basin: a descriptive analysis of organic and elemental carbon concentrations. *Atmospheric Environment*, 25A: 207–215.
- Turpin B.J., Lim H.J.**, 2001. Species contributions to PM<sub>2.5</sub> mass concentrations: revisiting common assumptions for estimating organic mass. *Aerosol Science and Technology*, 35: 602–610.
- Viana M.**, Querol X., Alastuey A., 2006. Chemical characterization of PM episodes in NE Spain. *Chemosphere*, 62/6: 947–956.
- Ye D.**, Zhao Q., Jiang Ch., Chen J., Meng X., 2007. Characteristics of elemental carbon and organic carbon in PM<sub>10</sub> during spring and autumn in Chongqing, China. *China Particuology*, 5: 255–260.
- Yin J.**, Allen A.G., Harrison R.M., Jennings S.G., Wright E., Fitzpatrick M., Healy T., Barry E., Ceburnis D., Mc Cusker D., 2005. Major component composition of urban PM<sub>10</sub> and PM<sub>2,5</sub> in Ireland. *Atmospheric Research*, 78: 149–165.
- Yu J.Z.**, Tung J.W.T., Wu A.W.M., Lau A.K.H., Louie P.K.K., Fung C.H., 2004. Abundance and seasonal characteristics of elemental and organic carbon in Hong Kong PM<sub>10</sub>. *Atmospheric Environment*, 38: 1511– 1521.
- Weingartner E.**, Burtscher H., Baltensperger H., 1997. Hygroscopic properties of carbon and diesel soot particles. *Atmospheric Environment*, 31: 2311– 2327.
- WMO/GAW**, 2003. *Aerosol measurement procedures guidelines and recommendations*, WMO TD, 1178: 4-21.
- Adresy internetowe:**  
[www.arl.noaa.gov/ready/hysplit4.html](http://www.arl.noaa.gov/ready/hysplit4.html)  
[www.armaag.gda.pl](http://www.armaag.gda.pl)